

10. Versauerung Niedersächsischer Waldböden – BDF-Auswertungen zu Status Quo und Dynamik

BERND AHREND, HEIKE FORTMANN &
HENNING MEESENBURG

10.1. Einleitung

Unter Bodenversauerung wird die Anreicherung von Säuren im Boden durch atmosphärische Einträge oder ökosysteminterne Säurequellen verstanden. Wenn die Säuren nicht kompensiert werden können, sinkt der pH-Wert und die Basensättigung (Anteil der basisch wirkenden austauschbaren Kationen im Boden wie Calcium (Ca^{2+}), Magnesium (Mg^{2+}), Natrium (Na^+) und Kalium (K^+) an den insgesamt austauschbaren Kationen (Kationenaustauschkapazität (KAK))) des Bodens, verbunden mit einer erhöhten Aluminium- und Schwermetallmobilisierung sowie Nährstoffauswaschung. Bei zunehmender Versauerung können die Böden ihre Filter-, Ausgleichs- und Produktionsfunktion nur noch eingeschränkt wahrnehmen.

Unter den in Niedersachsen vorherrschenden humiden klimatischen Bedingungen ist die Versauerung ein Prozess mit vielen natürlichen Ursachen. Organische Säuren, die von Pflanzenwurzeln ausgeschieden werden oder als Produkte unvollständiger Abbauprozesse entstehen, werden in den Boden eingetragen. Durch Atmung der Bodenlebewesen gebildetes und/oder mit dem Niederschlag eingetragenes CO_2 führt durch die Reaktion mit Wasser ebenfalls zu einer Bodenversauerung (MATZNER & DAVIS 1996). Ebenso ist der Austrag von Sickerwasser aus dem Wurzelraum immer auch mit einem Austrag basisch wirkender Substanzen verbunden. Die Intensität und das Niveau der natürlichen Versauerung sind sehr stark vom Alter des Bodens und vom Ausgangsgestein geprägt. Da Waldböden häufig auf basenarmen Ausgangsgesteinen mit einer geringen KAK anzutreffen sind, sind etwaige Auswirkungen hier häufig besonders ausgeprägt.

Diese natürlichen Bodenbildungsprozesse können jedoch durch anthropogene Einflüsse um ein Vielfaches beschleunigt werden. Im Verlauf

der historischen Waldnutzung kam es z. B. durch Streunutzungen und Köhlerei zu einer Intensivierung des biomassegebundenen Basenexports (GLATZEL 1991). Zu einer weiteren gravierenden Veränderung kam und kommt es durch den Eintrag von versauernden Luftschadstoffen. In den 1960er Jahren bis in die 1990er Jahre waren in erster Linie die Schwefeleinträge der Hauptverursacher für eine drastisch beschleunigte Bodenversauerung der Waldökosysteme. Nationale und internationale Luftreinhaltemaßnahmen führten zu einer deutlichen Reduktion der Deposition von versauernden Substanzen in Europa (WALDNER et al. 2014). Auch wenn die Schwefeleinträge drastisch verringert werden konnten, wurden nur geringfügige Fortschritte bei der Verminderung der Stickstoffeinträge erzielt, so dass heute überwiegend die Einträge der Stickstoffverbindungen Nitrat und Ammonium zur Säurebelastung der Wälder beitragen. Aber auch die im Zuge einer Energiewende angestrebten höheren Biomassenutzungsintensitäten können zu einer deutlichen Beschleunigung der Bodenversauerung führen, da insbesondere mit der zusätzlichen Nutzung von Kronenholz die Entzüge basischer Kationen überproportional ansteigen (VON WILPERT et al. 2018). Eine flankierende Maßnahme zur Pufferung von Säureeinträgen und zur Regenerierung versauerter Böden ist die Bodenschutzkalkung.

Die Stärke der Versauerungsdynamik eines Bodens durch Säureeinträge wird vor allen durch die Fähigkeit des Bodens bestimmt, die eingetragenen Säuren zu puffern. Die Pufferfähigkeit steigt mit den Carbonat- und Tonmineralgehalten und ist in sandigen Böden am geringsten. Dieses ist in Niedersachsen insbesondere in den bewaldeten Regionen des Tieflandes und in den Mittelgebirgen Harz, Solling und Hils der Fall. Auf pufferarmen Standorten sind aus der Literatur bei tiefgreifender Bodenversauerung pH-Änderungen von bis zu zwei pH-Einheiten bekannt (FALKENGREN-GRERUP 1987, VEERHOFF, ROSCHER & BRÜMMER 1996, YANG et al. 2015). Demgegenüber haben sich kalk- und tonreiche Böden bei einer ausreichenden Pufferfähigkeit aufgrund ihrer Mineralausstattung und großen Verwitterungsoberflächen (POSCH, DE VRIES & SVERDRUP 2015) kaum verändert (EVERS et al. 2019).

Neben dem pH-Wert ist die Basensättigung ein relativ guter Indikator für die Versauerungsdynamik und für die Ausstattung eines Standortes mit wichtigen Makronährelementen wie Ca^{2+} ,

Mg²⁺ oder K⁺ (HARTMANN & VON WILPERT 2016, MEESENBURG et al. 2019, SCHULTE-BISPING, BREDEMEIER & BEESE 2001). Ein weiterer Indikator ist das Verhältnis der Nährstoffkationen (Summe von K⁺, Mg²⁺ und Ca²⁺) zu Aluminium (Bc/Al-Verhältnis) in der Bodenlösung.

Informationen über den Versauerungszustand niedersächsischer Waldböden stehen aus den Bodenzustandserhebungen im Walde BZE I (1990–1991; BÜTTNER 1997) und BZE II (2007–2009; EVERS et al. 2019) sowie von forstlich genutzten BDF zur Verfügung (FORTMANN et al. 2012). Von letzteren liegen durch Voruntersuchungen aus der Waldökosystemforschung z. T. mehrere Wiederholungsinventuren über einen Zeitraum von bis zu 50 Jahren vor (MEIWES et al. 2009). Sie liefern somit wichtige Hinweise über den aktuellen Versauerungsstatus und mögliche zeitliche Veränderungen.

10.2. Material und Methoden

Im Rahmen der Bodendauerbeobachtung werden in Niedersachsen regelmäßig wiederkehrend verschiedene bodenchemische und -physikalische Kennwerte an den forstlich genutzten BDF untersucht, um einerseits den Status quo zu erfassen und andererseits langfristige Entwicklungen und Veränderungen bewerten zu können. Wiederholungsinventuren werden im Abstand von ca. zehn Jahren mit jeweils sechs Mischproben pro Tiefenstufe, die sich wiederum jeweils aus vier Einzelproben zusammensetzen, durchgeführt, so dass für viele Flächen mittlerweile drei Inventuren zur Verfügung stehen. Weitere Informationen über das Versuchsdesign und die Analysemethoden sind bei HÖPER & MEESENBURG (2012) und EVERS et al. (2019) zu finden. Von einigen BDF-F sind Informationen aus vorangegangenen Inventuren verfügbar (MEESENBURG et al. 2016, MEESENBURG et al. 2019), so dass die Anzahl der Wiederholungen und der Untersuchungszeitraum verlängert werden konnten. Die BDF-F F015DREI wurde bei dieser Studie ausgeschlossen, da es sich um einen Niedermoorboden handelt, der seit längerem nicht mehr betretbar ist.

10.2.1. Statistische Methoden

Die zeitliche Entwicklung der Versauerungsindikatoren wurde mit additiven gemischten Regressionsmodellen (ZUUR et al. 2009), die im

Statistikpaket R 3.5.2 (R DEVELOPMENT TEAM 2018) unter Verwendung der R-Bibliothek „mgcv“ 1.7-16 (WOOD 2006) durch einen Aufruf der R-Bibliothek „nlme“ (PINHEIRO et al. 2008) direkt als gemischte Modelle parametrisiert wurden, untersucht. Die Kennung der BDF-F wurde hierbei als Zufallseffekt an das Modell übergeben, um die Korrelation der Wiederholungsinventuren auf einer identischen BDF-Fläche zu berücksichtigen.

10.3. Ergebnisse und Diskussion

Die hohe Säurebelastung in der Vergangenheit hat zu einer tiefgründigen Versauerung der Waldböden in Niedersachsen geführt. Nach den Ergebnissen der BZE II (EVERS et al. 2019) weist die Mehrzahl der Waldstandorte Niedersachsens geringe pH-Werte sowie eine geringe Basensättigung und damit Kennzeichen einer erheblichen Bodenversauerung auf. Ein entsprechendes Bild zeigen auch die BDF-F-Flächen in Niedersachsen.

10.3.1. pH-Wert

Die pH-Werte im Mineralboden wurden in demineralisiertem Wasser (H₂O) und in 0,001 M CaCl₂ gemessen. Durch das Ca²⁺-Ion werden austauschbar gebundene Kationensäuren, wie z. B. Aluminium, ausgetauscht und hydrolysiert, weshalb der pH-Wert in den Salzlösungen bei versauerten Böden niedriger ist als im Wasser. Die Differenz zwischen den im Wasser gemessenen pH-Werten ist ein zusätzlicher Hinweis auf den Grad der Bodenversauerung. Für BDF-F zeigen die Untersuchungen für den Oberboden (0–30 cm) durchschnittliche pH-Werte (H₂O) zwischen 3,6 und 7,6. Nach den Puffersubstanzen, die in gewissen pH-Bereichen die Pufferreaktionen dominieren, werden nach AG BODEN (2005) die folgenden fünf Pufferbereiche im Boden unterschieden: Carbonat (pH-H₂O: 8,6–6,2), Silikat (6,2–5,0), Austauscher (5,0–4,2), Aluminium (4,2–3,0), Eisen (<3,0). Dem Carbonat-Pufferbereich kann nur eine Fläche im Göttinger Wald (F009GWBW) zugeordnet werden. Ab 20 cm Bodentiefe liegt die Fläche F008HABU im Silikat-Pufferbereich. Viele Flächen weisen jedoch im Oberboden pH(H₂O)-Werte von unter 4,2 (Aluminiumpufferbereich) auf (vgl. Abb. 10.1). Bei diesen pH-Werten ist

nach ULRICH (1981) mit einer Tonmineralzerstörung und Aluminiumfreisetzung zu rechnen. Entsprechend sind flachwurzelnnde junge Bäume in den ersten Jahren hohen Aluminiumkonzentrationen ausgesetzt und können nur wenig Ca^{2+} und Mg^{2+} aus der Bodenlösung aufnehmen. Die $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ -Werte liegen deutlich unter den $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werten (Abb. 10.2). Diese

unterschreiten vor allem in den Oberböden an einigen Standorten sogar pH-Werte von 3 und deuten somit auf eine historisch hohe Säurebelastung und erschöpfte Pufferkapazitäten des Mineralbodens hin. Diese Böden sind überwiegend tiefgründig versauert, nur vereinzelt können in größeren Tiefen (>70 cm) höhere pH-Werte gemessen werden.

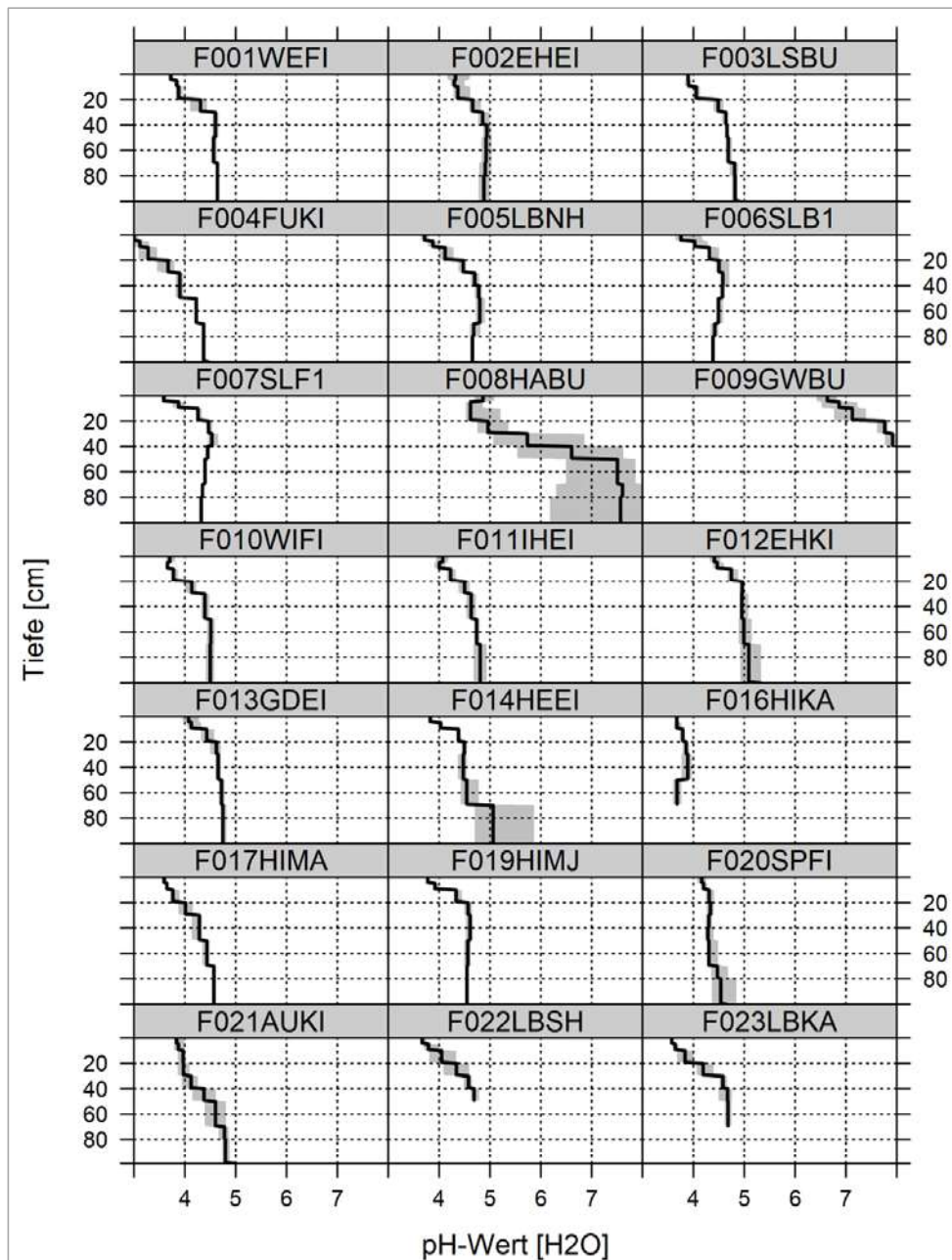


Abb. 10.1: Tiefenverlauf der $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werte im Mineralboden zum Zeitpunkt der letzten verfügbaren Inventuren auf den forstlich genutzten Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF-F) in Niedersachsen. Die durchgezogene Linie beschreibt den Median von jeweils sechs Wiederholungen und die grauen Flächen den Fehlerbereich (25. und 75. Perzentil).

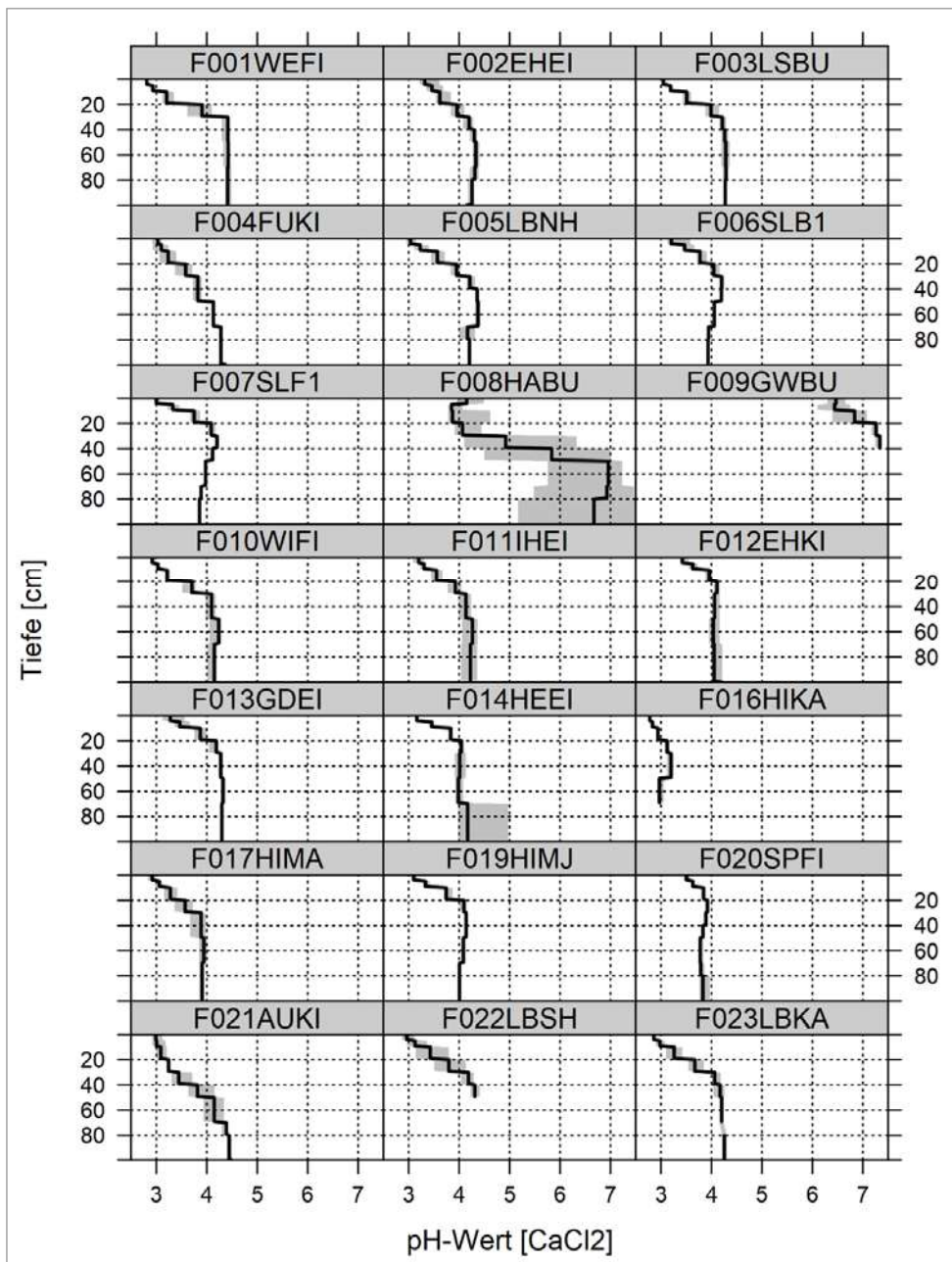


Abb. 10.2: Tiefenverlauf der pH(CaCl₂)-Werte im Mineralboden zum Zeitpunkt der letzten verfügbaren Inventuren auf den forstlich genutzten Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF-F) in Niedersachsen. Die durchgezogene Linie beschreibt den Median von jeweils sechs Wiederholungen und die grauen Flächen den Fehlerbereich (25. und 75. Perzentil).

10.3.2. Basensättigung

Als Indikator für den bodenchemischen Zustand wird der Basensättigung eine höhere Bedeutung als dem pH-Wert zugemessen, da bei identischen pH-Werten sehr unterschiedliche Basensättigungen auftreten können. Somit liegen sehr unterschiedliche Mengen verfügbarer Nährelemente (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+), die für die Vitalität von Waldbäumen bedeutsam sind, im Boden vor. Zur Charakterisierung des Versauerungs-

zustands von Waldböden wird die Basensättigung häufig nach Basensättigungstypen, die den Tiefenverlauf der Basensättigung beschreiben, klassifiziert (vgl. KÖLLING, HOFFMANN & GULDER 1996, KÖLLING 2010, BLOCK et al. 2000). Die von HARTMANN & VON WILPERT (2016) statistisch definierten Basensättigungstypen können hierbei als Einstufungshilfe dienen (vgl. Tab. 10.1). Insbesondere bei der Abgrenzung des Typs 4 vom Typ 5 sollten jedoch auch die Basensättigungen in Bodentiefen >90 cm herangezogen werden (vgl. KÖLLING 2010).

Tab. 10.1: Basensättigungstypen und statistische Wertebereiche der Basensättigung für die Bodentiefen 0–5 cm und 60–90 cm (Basensättigung in %, aus HARTMANN & VON WILPERT 2016).

Messtiefe	Typ 1	Typ 2	Typ 3	Typ 4	Typ 5	Typ 6
0–5 cm	85–100	50–<85	0–<50	0–<60 (100)	0–<50	50–100
60–90 cm	85–100	85–100	85–100	30–<85	0–<30	0–<30

Ordnet man die 21 BDF-F diesen fünf Versauerungstypen zu, so entfällt jeweils eine BDF-F auf die Typen 1 und 2, 3 BDF-F auf den Typ 4 und 16 BDF-F auf den Typ 5 (Abb. 10.3–10.5).

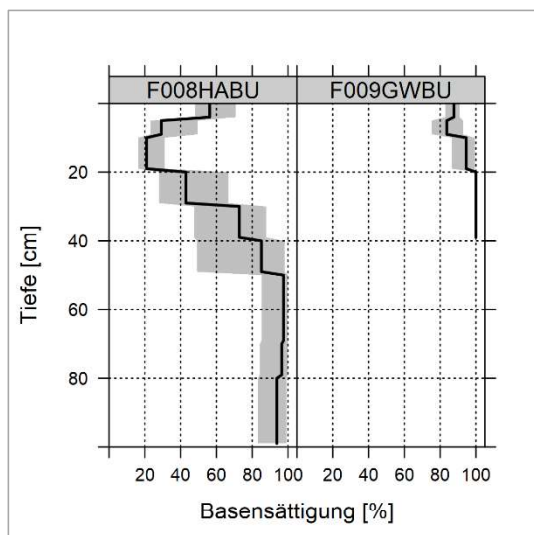


Abb. 10.3: Tiefenverlauf der Basensättigung auf Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF-F) mit den Basensättigungstypen 1 (F009GWBU) und 2 (F008HABU). Die durchgezogene Linie beschreibt den Median von jeweils sechs Wiederholungen und die grauen Flächen den Fehlerbereich (25. und 75. Perzentil).

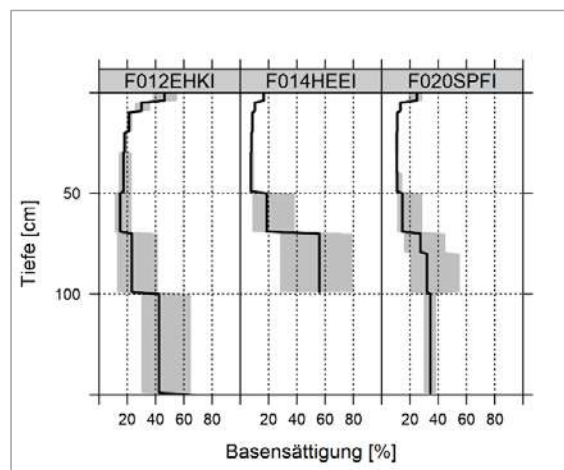


Abb. 10.4: Tiefenverlauf der Basensättigung auf Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF-F) mit dem Basensättigungstypen 4. Die durchgezogene Linie beschreibt den Median von jeweils sechs Wiederholungen und die grauen Flächen den Fehlerbereich (25. und 75. Perzentil).

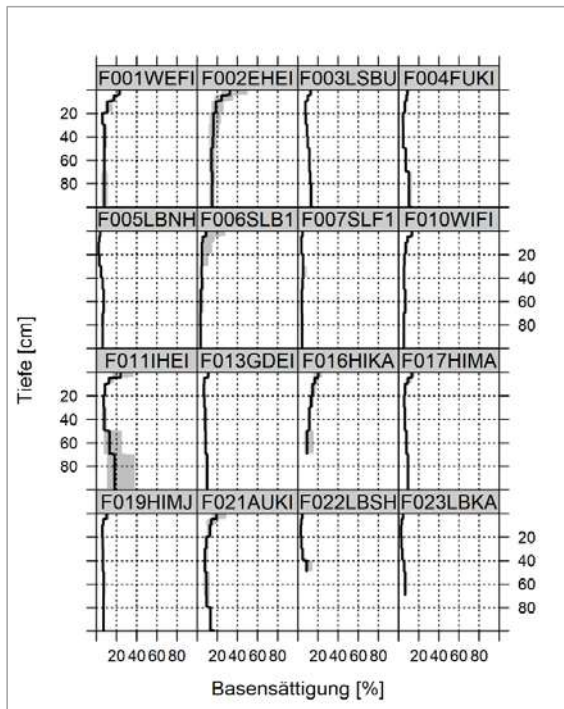


Abb. 10.5: Tiefenverlauf der Basensättigung auf Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF-F) mit dem Basensättigungstyp 5.

Der hohe Flächenanteil der tiefgründig versauerten Böden dokumentiert den hohen Versauerungsgrad der niedersächsischen Waldböden. Auch bei der BZE II lag auf 65 % der Waldfläche die Basensättigung im Hauptwurzelraum von 10–30 cm unter 20 %. Eine Basensättigung von mindestens 15–20 % wird häufig als Bedingung für ein vitales Wachstum und eine ausreichende Verjüngungsfähigkeit der wichtigsten Baumarten genannt (MEIWES, KHANNA & ULRICH 1986, REUSS 1983). Wird dieser Wert unterschritten, ist ein signifikanter Anstieg toxischer Al^{3+} -Ionen und eine zunehmende Mobilisierung von Schwermetallen in der Bodenlösung zu erwarten. Schwermetalle und Aluminium wirken auf Baumwurzeln und zahlreiche Bodenorganismen. Entsprechend kommt es auch bei den relativ säuretoleranten einheimischen Baumarten wie Buche, Eiche, Tanne, Fichte und Kiefer zu Säurestress und zu einer Einschränkung der Nährstoffaufnahme (SVERDRUP, WARFVINGE & NIHLGARD 1994, WEBER-BLASCHKE, CLAUS & REHFUESS 2002, CHOI et al. 2005). Nicht säuretolerante Baumarten wie die Edellaubhölzer stellen jedoch noch höhere Anforderungen an die Basensättigung (FORTMANN et al. 2007). So sollte die Basensättigung z. B. bei Ahorn und

Esche die Grenze von 30 % nicht unterschreiten (WEBER & BAHR 2000). Nach den Untersuchungen von BRAUN et al. (1999) sind signifikante Effekte hinsichtlich des Durchmesserwachstums von Bäumen zwischen den Gruppen ≤ 40 und > 40 % Basensättigung (0–40 cm Bodentiefe) zu beobachten. Entsprechende Bedingungen (> 40 %) liegen nur bei zwei BDF-F vor.

Während die „natürliche“ Bodenversauerung durch Kohlensäure oder organische Säuren meistens auf den Oberboden beschränkt ist, zeigt sich eine tiefgründige Versauerung vieler Standorte, die aus dem Transport von depositionsbedingtem Nitrat und Sulfat in tiefere Bodenschichten resultiert. Durch die Zwischenspeicherung von Schwefel kann zwar die Versauerungsdynamik vorübergehend abgebremst werden, bei entsprechender Remobilisierung kann die Versauerung weiter voranschreiten, obwohl z. B. die atmosphärischen Schwefeleinträge drastisch gesenkt wurden. Dieses war zumindest bis zum Zeitpunkt der BZE II insbesondere für viele Mittelgebirgsstandorte ein starker Treiber der Versauerungsentwicklung (WEIS & AHRENDTS 2018).

10.3.3. Bc/Al-Verhältnis in der Bodenlösung

Im Zusammenhang mit Nährstoffungleichgewichten häufig verwendete Indikatoren sind Ionenverhältnisse von Ca^{2+} , Mg^{2+} und/oder basische Kationen ($\text{Bc} = \text{K} + \text{Mg} + \text{Ca}$) zu Aluminiumionen (Al) in der Bodenlösung (MEESENBURG et al. 2016, MEIWES, KHANNA & ULRICH 1986, CRONAN & GRIGAL 1995). Strenggenommen handelt sich hierbei um Kennwerte, die den Aluminiumstress auf die Bäume beschreiben (REUSS 1983). Sie berücksichtigen jedoch auch hinreichend, dass auf der einen Seite in Gegenwart von Bc hohe Al-Konzentrationen von den Pflanzenwurzeln besser vertragen werden und auf der anderen Seite beim Auftreten von hohen Al-Konzentrationen die Aufnahme wichtiger Nährstoffe wie Ca^{2+} , Mg^{2+} und K^+ in die Pflanzenwurzeln behindert ist. Nach zahlreichen Untersuchungen (SVERDRUP & WARFVINGE 1993, CHOI et al. 2005) ergibt sich aus dem Bc/Al-Verhältnis ein signifikanter Zusammenhang zur Biomasseproduktion, aber auch ein sehr empfindlicher Indikator, um die Bodenversauerung und deren Dynamik zu beschreiben (FLÜCKIGER & BRAUN (2009).

Abbildung 10.6 zeigt, dass sich seit 1994 die relative Anzahl der BDF-F, an denen ein kritisches Verhältnis auftritt, kaum verändert hat. Dies bedeutet, dass in vielen Waldböden weiterhin ein

großes Risiko von Aluminium-Toxizität sowie von Nährstoffungleichgewichten besteht. Eine deutliche Erholung der Waldböden wird vermutlich mehrere Jahrzehnte in Anspruch nehmen.

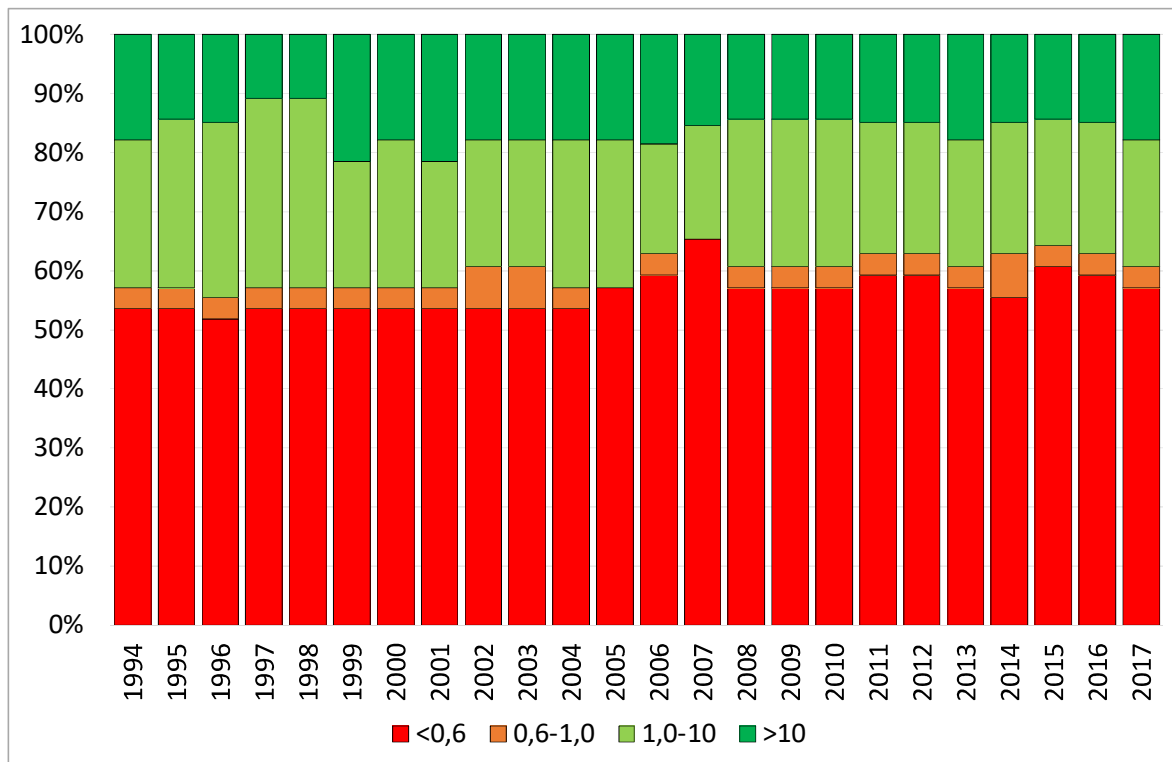


Abb. 10.6: Zeitliche Entwicklung der Klassenhäufigkeit des Bc/Al-Verhältnisses in der Bodenlösung (Jahresmittelwerte) von Bodendauerbeobachtungsflächen im Wald (BDF-F) in Niedersachsen (unterhalb eines Wertes von 1,0 bei Nadelbäumen bzw. 0,6 bei Laubbäumen wird von Aluminium-Toxizität bzw. Nährstoffungleichgewichten ausgegangen).

10.3.4. Dynamik der Bodenversauerung

Dass es bei gekalkten Waldstandorten zu einer deutlichen Erhöhung der Basensättigung und der pH-Werte (insbesondere im Oberboden) kommt, ist aus zahlreichen Untersuchungen bekannt (GUCKLAND et al. 2012, EVERS et al. 2019, MEESENBURG et al. 2019). Daher wurden bei der folgenden Auswertung alle Flächen, auf denen Bodenschutzkalkungen durchgeführt wurden, von der weiteren statistischen Analyse ausgeschlossen. Weiterhin wurden nur die kalkungswürdigen Basensättigungstypen 4 und 5 (RUSS, RIEK & MARTIN 2014) einbezogen. Um mögliche unterschiedliche Entwicklungen in den jeweiligen Bodenschichten untersuchen zu können, wurden die Daten jeweils für die Tiefenstufen 0–

30 cm, 0–50 cm, 0–90 cm und 0–100 cm aggregiert. Für die Bestandstypen Laub- (Buche, Eiche) und Nadelwald (Fichte, Kiefer) zeigt sich bis in die 90er Jahre ein Absinken der Basensättigung (Abb. 10.7). Mit zunehmender Tiefe (0–90 und 0–100 cm) wird dieses Signal schwächer. Während sich bei den Nadelwäldern die Basensättigung auf einem niedrigen Niveau zu stabilisieren scheint, ist bei den Laubwäldern sogar eine signifikante Trendumkehr zu erkennen. Da dieser Effekt in allen Bodentiefen gleichermaßen zu erkennen ist, dürfte er nicht vorwiegend auf einen Basenpumpeneffekt (BERGER et al. 2006) zurückzuführen sein. Es erscheint vielmehr so, als wenn die Nadelwälder durch höhere atmosphärisch eingetragene Schwefelmengen (AHRENDTS, WAGNER & KLINCK

2018) und somit potenziell mehr zwischengespeichertem Sulfat im Boden einer verlängerten Säurebelastung ausgesetzt sind und so eine Regenerierung nur mit einer deutlichen Verzögerung auftritt. Bei der Bodenzustandserhebung im Wald ergab sich bei der BZE II gegenüber der BZE I nur für die gekalkten Standorte eine signifikante Verbesserung der Basenversorgung im Oberboden. Hierbei ist jedoch zu beachten, dass die Zeiträume der BZE (BZE I 1990–1991, BZE II 2007–2009) von dem hier untersuchten Wiederholungsturnus abweichen. Insbesondere der signifikante Anstieg bei den Laubbaum-BDF-F wird erst durch die Inventuren in den letzten fünf Jahren deutlich. Die $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werte (Abb. 10.8) zeigen für alle Baumarten und Tiefenstufen einen signifikanten Anstieg. Auch bei den $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werten zeigt sich die Verzögerung der Regeneration bei den Nadelbaum-BDF-F. Entsprechend setzt der Effekt bei den Laubbaum-BDF-F deutlich früher ein und ist erheblich stärker ausgeprägt. Einen Anstieg der $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werte zeigt auch die BZE (EVERS et al. 2019) für Niedersachsen insbesondere auf den unverlehnten Sanden. Dieser Effekt wird jedoch überwiegend auf die erfolgten Waldkalkungen zurückgeführt. Nach den hier vorliegenden Ergebnissen zeigt sich insbesondere für die Nadelbaum-Standorte, dass sich durch die Hinzunahme der aktuelleren Inventuren auch für die ungekalkten Standorte eine Verbesserung der $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werte eingestellt hat. Diese Entwicklung kann als Reaktion auf deutlich verringerte atmosphärische Säureeinträge in den letzten Jahrzehnten (SCHAAP et al. 2018) angesehen werden. Beim Vergleich mit den $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ -Werten (Abb. 10.9) ist zunächst zu beachten, dass für sehr „alte“ Inventuren keine gemessenen $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werte vorlagen.

Entsprechend ergibt sich eine andere Abszissen-Einteilung. Für die CaCl_2 -Werte lässt sich ein stark negativer Trend bis zum Anfang des 21. Jahrhunderts für die Nadelbäume erkennen. Danach lässt sich ein leichter Anstieg (im Gegensatz zu den $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werten) nur vermuten. Für die Laubbäume ist bei $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ überhaupt kein signifikanter Einfluss des Untersuchungsjahres mehr zu erkennen. MEESENBURG et al. (2019) führen diese unterschiedliche Entwicklung der pH -Werte auf eine Reduktion der Ionenstärke in der Bodenlösung, insbesondere durch die Abnahme der Sulfatkonzentrationen, zurück. Viele der BDF-Flächen wiesen zum Zeitpunkt der ersten Bodeninventuren noch pH -Werte auf, bei denen die Sulfatsorption besonders hoch ist (SOKOLOVA & ALEKSEEVA 2008). In Abhängigkeit vom Bodentyp hat die Sulfatfestlegung häufig bei $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ von 4 ihr Maximum und bleibt bei weiter sinkendem pH -Wert etwa konstant. Kommt es jedoch durch eine verringerte atmosphärische Schwefelbelastung zu einer leichten Erhöhung der pH -Werte und gleichzeitig zu einer Verringerung des Sulfatgehaltes in der Bodenlösung, wird das sorbierte Sulfat wieder gelöst (MEIWES, KHANNA & ULRICH 1980) und eine weitere Versauerung vorangetrieben. Somit hat die Reduktion der Säureeinträge in den letzten drei Jahrzehnten nur bei den $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werten zu einem signifikanten Anstieg in der Bodenlösung geführt. Beim $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ ist diese Entwicklung noch nicht eindeutig festzustellen. Die Erholung wird unter anderem durch die Freisetzung von zwischengespeichertem Schwefel und durch eine erhöhte Säurebelastung aufgrund abnehmender Speicherfähigkeit für Stickstoff und erhöhter Nitratauswaschung verzögert (AHRENDTS et al. 2018, MEESENBURG et al. 2019).

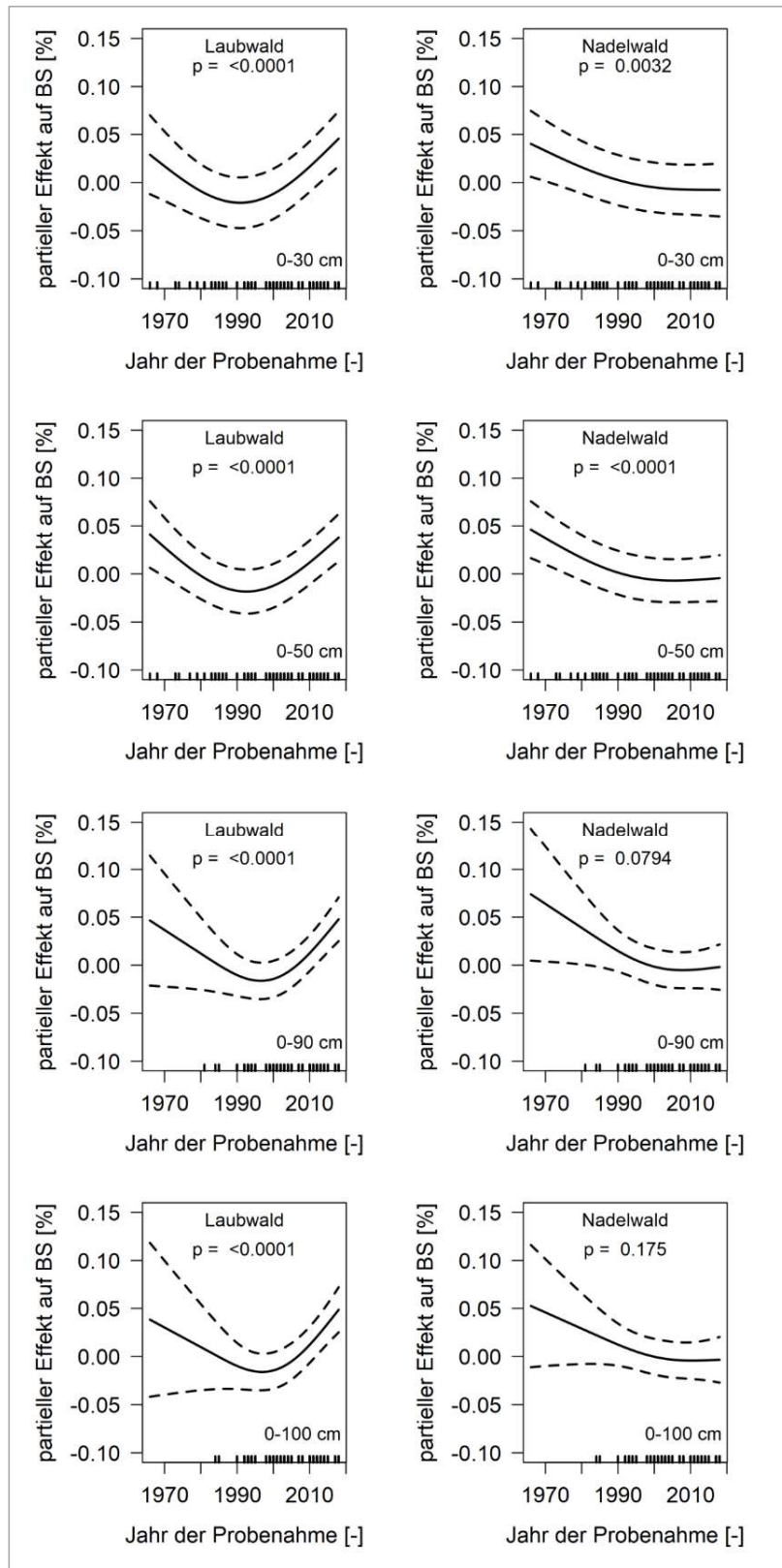


Abb. 10.7: Effekte des Jahres der Probenahme auf die Basensättigung [%] in Böden von Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) in Niedersachsen. Die gestrichelten Linien kennzeichnen das 95%-Prognoseintervall. Die Markierungen (Striche) auf der x-Achse zeigen die Datenverteilung.

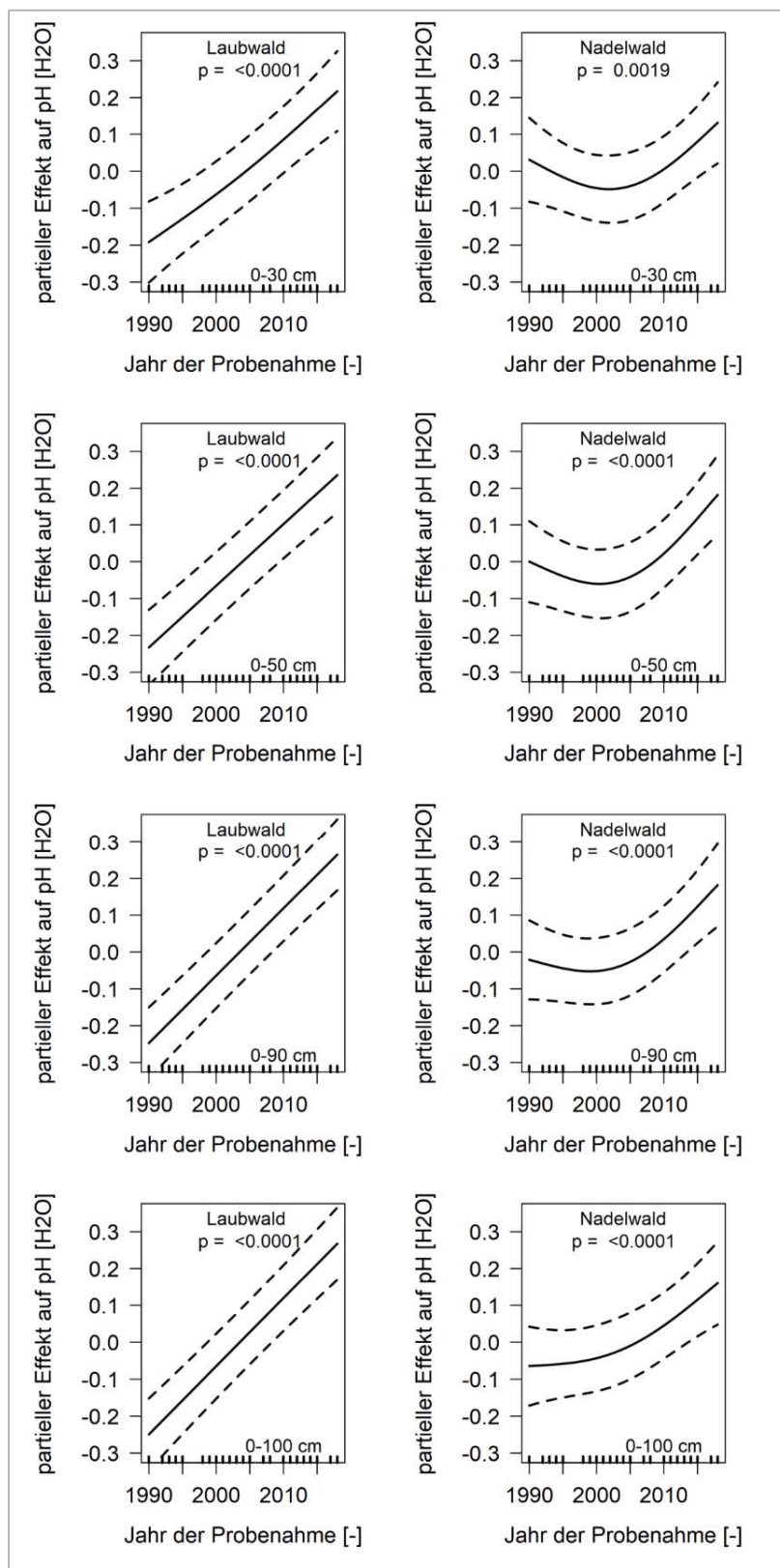


Abb. 10.8: Effekte des Jahres der Probenahme auf pH(H₂O)-Werte in Böden von Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) in Niedersachsen. Die gestrichelten Linien kennzeichnen das 95%-Prognoseintervall. Die Markierungen (Striche) auf der x-Achse zeigen die Datenverteilung.

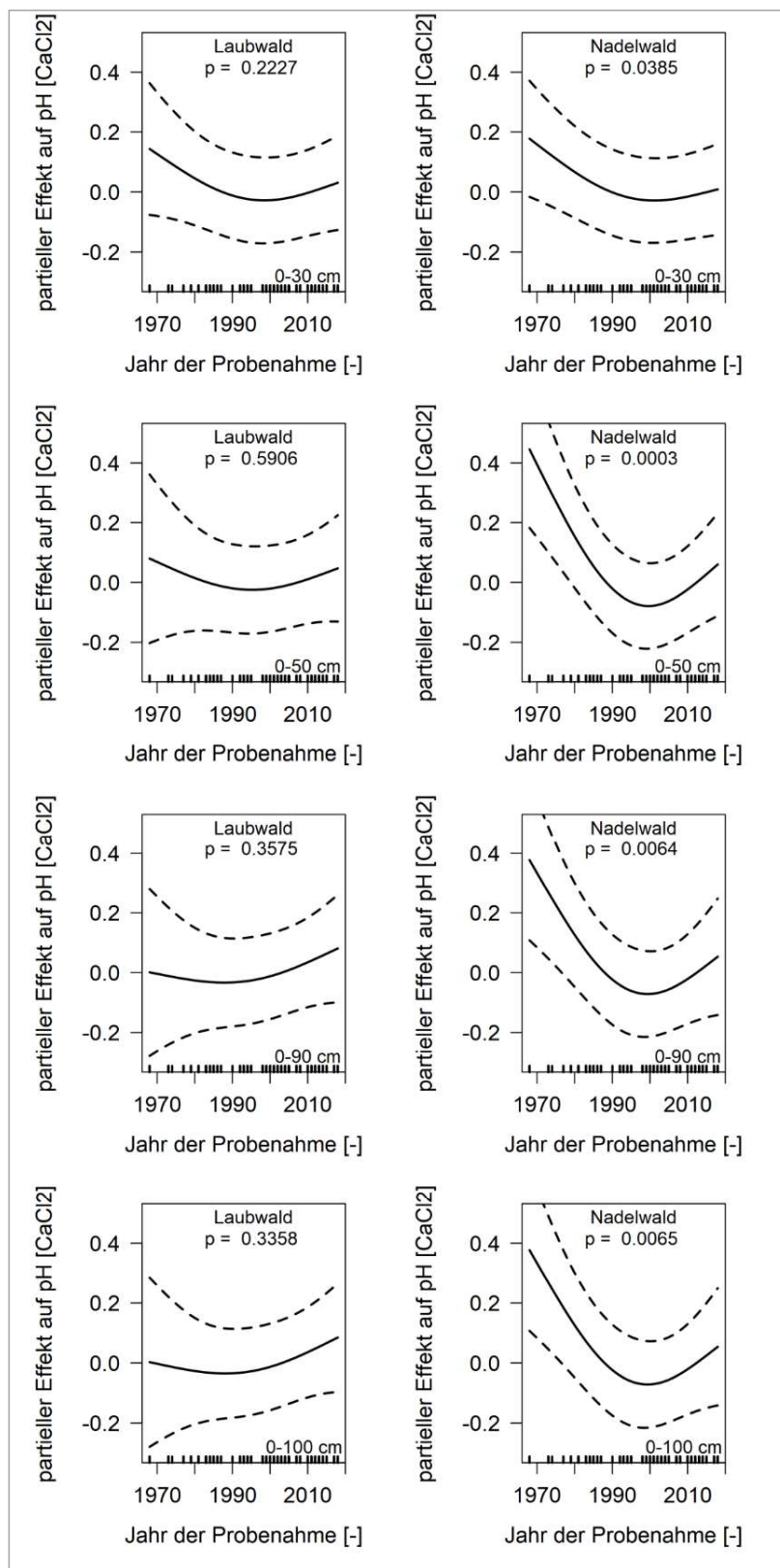


Abb. 10.9: Effekte des Jahres der Probenahme auf $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ -Werte in Böden von Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) in Niedersachsen. Die gestrichelten Linien kennzeichnen das 95%-Prognoseintervall. Die Markierungen (Striche) auf der x-Achse zeigen die Datenverteilung.

10.3.5. Maßnahmen zur Reduktion der Versauerung und Regenerierung versauerter Böden

Der gesetzliche Rahmen zur Vermeidung beziehungsweise zur Rückführung von Versauerungsprozessen ergibt sich unter anderem aus dem Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG). Aber auch das Niedersächsische Gesetz über den Wald und die Landschaftsordnung (NWaldLG) verpflichten zu einem nachhaltigen und ressourcenschonenden Umgang mit dem Waldboden, so dass schädliche Bodenveränderungen verhindert werden. Regelungen zur Verminderung von Säureeinträgen werden nach dem Critical-Loads-Konzept ermittelt (DE VRIES, HETTELINGH & POSCH 2015, SCHAAP et al. 2018) und in internationalen Vereinbarungen festgehalten. Mögliche Maßnahmen zur Reduktion und Rückführung von Versauerungsprozessen sind die Reduktion der Stickstoffemissionen aus der Landwirtschaft und aus dem Verkehr. Aber auch waldbaulich bestehen einige Optionen, die Versauerungsentwicklung umzukehren und eine Regeneration einzuleiten. Durch Bodenschutzkalkungen kann eine bereits eingetretene Bodenversauerung reduziert (EVERS et al. 2019) und es können säurebedingte Schäden verringert oder sogar vermieden werden. Entsprechende Maßnahmen sind jedoch immer hinsichtlich unerwünschter Nebenwirkungen (biozönotische Veränderungen, Verstärkung der Eutrophierung, Schwermetallmobilisierung) zu prüfen (REID & WATMOUGH 2014, KREUTZER 1995). Bei nährstoffreicheren Schichten im Unterboden kann durch tief wurzelnde Baumarten eine Umverteilung der Nährstoffe vom Unter- in den Oberboden erfolgen. Da die dargestellten Unterschiede zwischen Laub- und Nadelbäumen vermutlich eher ein Effekt der zwischengespeicherten Schwefelmengen sind, dürften sich die Effekte durch einen Baumartenwechsel nichts so stark auswirken, da mittlerweile die atmosphärische Schwefelbelastung drastisch zurückgegangen ist. Auch wenn einige Standorte die Tendenz einer Regeneration zeigen, sollten z. B. Intensivierungen der aktuell praktizierten Nutzungsintensitäten nur mit Bedacht vorgenommen werden, da nach Jahrzehnten einer starken Säurebelastung zunächst das Standortspotenzial wiederhergestellt werden muss.

10.4. Schlussfolgerungen

Die statistische Betrachtung der jeweils letzten auf den BDF-F durchgeführten Bodeninventuren zeigt, dass auf der überwiegenden Anzahl die Versauerungsindikatoren (Basensättigung, pH-Werte, Bc/Al-Verhältnisse) nach wie vor eine starke Versauerung der Waldböden in Niedersachsen indizieren. Während bei FORTMANN et al. (2012) noch von einem kritischen Trend zur Versauerung mit abnehmender Basensättigung auszugehen war, zeigt sich nach den aktuellen Bodeninventuren für die Bodendauerbeobachtungsflächen eine Trendumkehr bzw. Stabilisierung auf einem niedrigen Niveau. Diese langsame Erholung der Böden erfolgt anscheinend bei Laubbaum-BDF-F deutlich schneller als bei Nadelbaum-Standorten. Eine mögliche Erklärung hierfür könnte eine größere Menge an zwischengespeichertem Schwefel im Boden durch höhere atmosphärische Einträge in Nadelwäldern sein. Da sich die Versauerungsindikatoren nach wie vor auf einem niedrigen Niveau bewegen und die Erholung nur sehr langsam und bei den Nadelbäumen verzögert voranschreitet, scheint eine Unterstützung der Regeneration durch Kalkungsmaßnahmen nach wie vor erforderlich zu sein.

10.5. Literatur

- AD-HOC-AG BODEN (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung (KA 5). – 5. Aufl., 438 S., 41 Abb., 103 Tab, 31 Listen; Hannover.
- AHRENDT, B., VONDERACH, C., WEIS, W. & V. WILPERT, K. (2018): Unsicherheitsanalysen zur Nährstoffbilanzierung auf Umweltmessnetzen. – *Freiburger Forstliche Forschung* **101**: 242–267.
- AHRENDT, B., WAGNER, M. & KLINCK, U. (2018): Herleitung flächiger Depositionsdaten. – *Freiburger Forstliche Forschung* **101**: 150–180.
- BBODSCHG (1998): Bundes-Bodenschutzgesetz vom 17. März 1998 (BGBl. I: 502), das zuletzt durch Artikel 3 Absatz 3 der Verordnung vom 27. September 2017 (BGBl. I: 3465) geändert worden ist. – <<https://www.gesetze-im-internet.de/bbodschg/BJNR050210998.html>>.
- BERGER, T. W., SWODOBA, S., PROHASKA, T. & GLATZEL, G. (2006): The role of calcium uptake from deep soils for spruce (*Picea abies*) and beech (*Fagus sylvatica*). – *For. Ecol. Manage.* **229** (1-3): 234–246.
- BLOCK, J., EICHHORN, J., GEHRMANN, J., KÖLLING, C., MATZNER, E., MEIWES, K. J., V. WILPERT, K. & WOLFF, B. (2000): Kennwerte zur Charakterisierung des ökochemischen Bodenzustandes und des Gefährdungspotentials durch Bodenversauerung und Stickstoffsättigung an Level II-Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen. – 167 S.; Bonn.
- BRAUN, S., RIHM, B., SCHINDLER, C. & FLÜCKIGER, W. (1999): Growth of mature beech in relation to Ozone and nitrogen deposition: An epidemiological approach. – *Water Air Soil Pollut.* **116**: 357–364.
- BÜTTNER, G. (1997): Ergebnisse der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) in Niedersachsen 1990–1991. – Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt **122**: 205 S.
- CHOI, D. S., JIN, H. O., LEE, C. H., KIM, Y. C. & KAYAMA, M. (2005): Effect of soil acidification on the growth of Korean pine (*Pinus koraiensis*) seedlings in a granite-derived forest soil. – *Environ. Sci.* **12** (1): 33–47.
- CRONAN, C. S. & GRIGAL, D. F. (1995): Use of Calcium/Aluminum Ratios as Indicators of Stress in Forest Ecosystems. – *Journal of Environmental Quality* **24** (2): 209–226.
- DE VRIES, W., HETTELINGH, J.-P. & POSCH, M. (2015): Critical Loads and Dynamic Risk Assessments. – *Environmental Pollution* **25**: 647 S.; Dordrecht (Springer).
- EVERS, J., DAMMANN, I., KÖNIG, N., PAAR, U., STÜBER, V., SCHULZE, A., SCHMIDT, M., SCHÖNFELDER, E. & EICHHORN, J. (2019): Waldbodenzustandsbericht für Niedersachsen und Bremen. Ergebnisse der zweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II). – Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt **19**: 498 S.
- FALKENGREN-GRERUP, U. (1987): Long-term changes in pH of forest soils in southern Sweden. – *Environ. Pollut.* **43** (2): 79–90.
- FLÜCKIGER, W. & BRAUN, S. (2009): Bodenversauerung - aktueller Kenntnisstand. – *Zürcher Wald* **1**: 10–14.
- FORTMANN, H., GUNREBEN, M., MEESENBURG, H., MEIWES, K.-J., MERKEL, D., KLEEFISCH, B., SCHNEIDER, J. & SEVERIN, K. (2007): Bodenqualitätszielkonzept Niedersachsen – Teil 2: Schwermetalle, organische Belastungen und Säurebildner. – *GeoBerichte* **7**: 64 S., 28 Abb., 8 Tab., Anh.; Hannover (LBEG).
- FORTMANN, H., RADEMACHER, P., GROH, H. & HÖPER, H. (2012): Stoffgehalte und -vorräte im Boden und deren Veränderungen. – *GeoBerichte* **23**: 48–69, 27 Abb.; Hannover (LBEG).
- GLATZEL, G. (1991): The impact of historic land use and modern forestry on nutrient relations of Central European forest ecosystems. – *Fertilizer research* **27**: 1–8.
- GUCKLAND, A., AHRENDT, B., PAAR, U., DAMMANN, I., EVERS, J., MEIWES, K. J., SCHÖNFELDER, E., ULLRICH, T., MINDRUP, M., KÖNIG, N. & EICHHORN, J. (2012): Predicting depth translocation of base cations after forest liming - results from long-term experiments. – *Eur. J. For. Res.* **131** (6): 1869–1887.
- HARTMANN, P. & VON WILPERT, K. (2016): Statistisch definierte Vertikalgradienten der Basensättigung sind geeignete Indikatoren für den Status und die Veränderungen der Bodenversauerung in Waldböden. – *Allg. Forst- u. J.-Ztg.* **187** (3/4): 61–69.

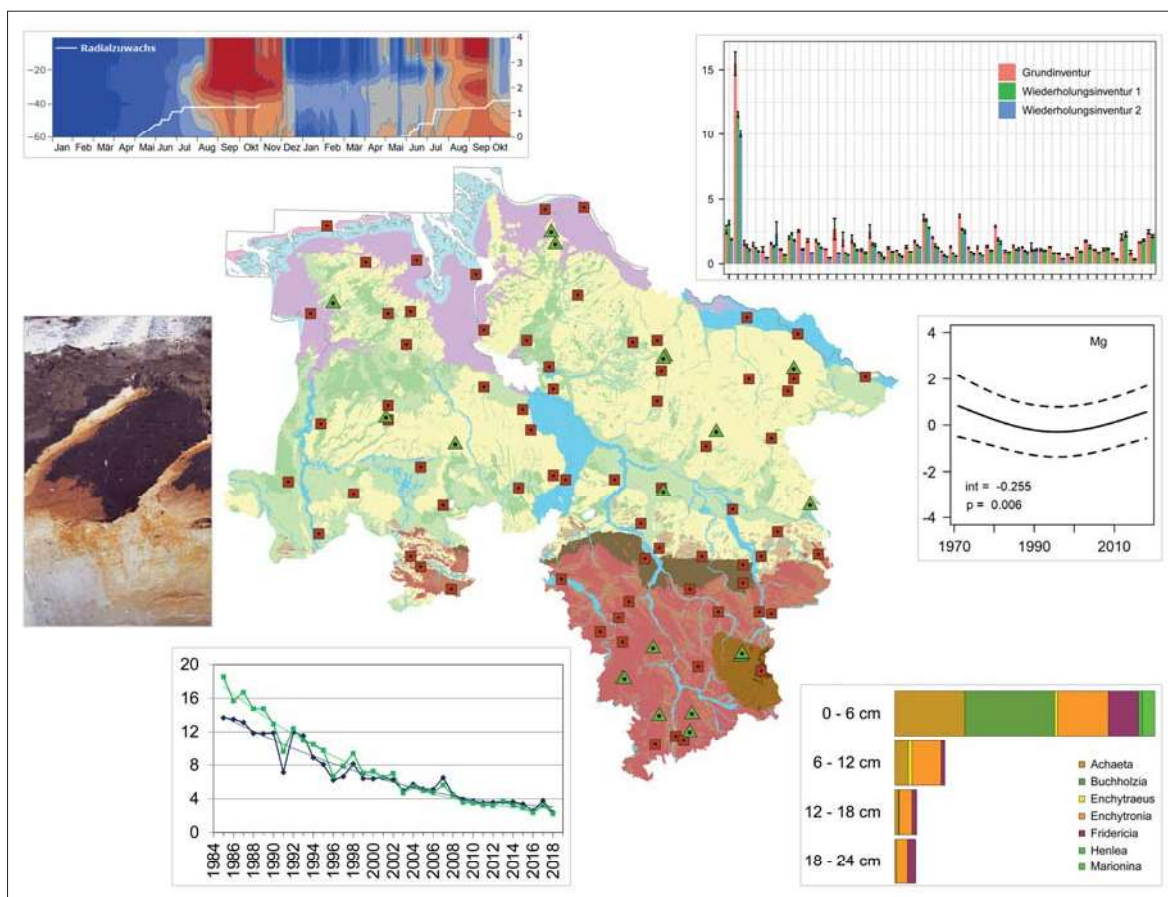
- HÖPER, H. & MEESENBURG, H. (2012): Das Bodendauerbeobachtungsprogramm. – *GeoBerichte* **23**: 6–18, 1 Abb., 1 Tab.; Hannover (LBEG).
- KÖLLING, C. (2010): Macht sauer wirklich lustig? – *LWF aktuell* **78**: 21–24.
- KÖLLING, C., HOFFMANN, M. & GULDER, H.-J. (1996): Bodenchemische Vertikalgradienten als charakteristische Zustandsgrößen von Waldökosystemen. – *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* **159**: 69–77.
- KREUTZER, K. (1995): Effect of forest liming on soil processes. – *Plant and Soil* **168-169**: 447–470.
- MATZNER, E. & DAVIS, M. R. (1996): Chemical soil conditions in pristine *Nothofagus* forests of New Zealand as compared to German Forests. – *Plant and Soil* **186** (2): 285–291.
- MEESENBURG, H., AHREND, B., FLECK, S., WAGNER, M., FORTMANN, H., SCHELER, B., KLINCK, U., DAMMANN, I., EICHHORN, J., MINDRUP, M. & MEIWES, K. J. (2016): Long-term changes of ecosystem services at Solling, Germany: Recovery from acidification, but increasing nitrogen saturation? – *Ecological Indicators* **65**: 103–112.
- MEESENBURG, H., EICHHORN, J. & MEIWES, K. J. (2009): Atmospheric deposition and canopy interactions. – In: BRUMME, R. & KHANNA, P. K. (Eds.): *Functioning and Management of European Beech Ecosystems*. – *Ecol. Stud.* **208**: 265–302; Berlin (Springer).
- MEESENBURG, H., RIEK, W., AHREND, B., EICKENSCHIEDT, N., GRÜNEBERG, E., EVERS, J., FORTMANN, H., KÖNIG, N., LAUER, A., MEIWES, K. J., NAGEL, H.-D., SCHIMMING, C. & WELLBROCK, N. (2019): Soil Acidification in German Forest Soils. – In: WELLBROCK, N. & BOLTE, A.: *Status and Dynamics of Forests in Germany*. – *Ecological Studies (Analysis and Synthesis)* **237**: 93–121; Cham (Springer).
- MEIWES, K. J., KHANNA, P. K. & ULRICH, B. (1980): Retention of sulphate by an acid brown earth and its relationship with the atmospheric impact of sulphur to forest vegetation. – *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* **143**: 402–411.
- MEIWES, K. J., KHANNA, P. K. & ULRICH, B. (1986): Parameter for describing soil acidification and their relevance to the stability of forest ecosystems. – *For. Ecol. Manage.* **15**: 161–179.
- MEIWES, K. J., MEESENBURG, H., EICHHORN, J., JACOBSEN, C. & KHANNA, P. K. (2009): Changes in C and N contents of soils under beech forests over a period of 35 years. – In: BRUMME, R. & KHANNA, P. K.: *Functioning and Management of European Beech Ecosystems*. – *Ecological Studies* **208**: 49–63; Berlin (Springer).
- NWALDLG (2002): Niedersächsisches Gesetz über den Wald und die Landschaftsordnung vom 21. März 2002, zuletzt geändert: § 36 durch Artikel 3 § 14 des Gesetzes vom 20.05.2019 (Nds. GVBl.: 88). – <<http://www.nds-voris.de/jportal/?quelle=jlink&query=WaldLG+ND&psml=bsvorisprod.psml&max=true&aiz=true>>.
- PAAR, U., EVERS, J., DAMMANN, I., KÖNIG, N., SCHULZE, A., SCHMIDT, M., SCHÖNFELDER, E., SCHELER, B., ULLRICH, T. & EICHHORN, J. (2016): Waldbodenzustandsbericht für Hessen. Ergebnisse der zweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II). – Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt **15**: 456.
- PINHEIRO, J., BATES, D., DEBROY, S., SARKAR, D. & R. C. TEAM (2008): nlme: Linear and Non-linear Mixed Effects Models. – R package version 3.1-103.
- POSCH, M., DE VRIES, W. & SVERDRUP, H. (2015): Mass Balance models to derive critical loads of nitrogen and acidity for terrestrial and aquatic ecosystems. – In: DE VRIES, W., HETTELINGH, J.-P. & M. POSCH, M.: *Critical Loads and Dynamic Risk Assessments*. – *Environmental Pollution* **25**: 171–205; Dordrecht (Springer).
- R DEVELOPMENT TEAM (2018): R - A language and environment for statistical computing. – R Foundation for Statistical Computing; Vienna, Austria [ISBN 3-900051-07-0], <<http://www.R-project.org>>.
- REID, C. & WATMOUGH, S. A. (2014): Evaluation the effects of liming and wood-ash treatment on forest ecosystems through systematic meta-analysis. – *Can. J. For. Res.* **44**: 867–885.

- REUSS, J. O. (1983): Implications of the calcium-aluminum exchange system for the effect of acid precipitation on soils. – *J. Environ. Qual.* **12** (4): 591–595.
- RUSS, A., RIEK, W. & MARTIN, J. (2014): Vergleich verschiedener Kalkungskonzeptionen hinsichtlich der Beurteilung der Kalkungsbedürftigkeit mecklenburgischer Waldböden anhand von Bodendaten der zweiten bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE-2). – *Forstarchiv* **85**: 55–58.
- SCHAAP, M., HENDRIKS, C., KRANENBURG, R., KUENEN, J., SEGERS, A., SCHLUTOW, A., NAGEL, H.-D., RITTER, A. & BANZHAF, S. (2018): PINETI-3: Modellierung atmosphärischer Stoffeinträge von 2000 bis 2015 zur Bewertung der ökosystem-spezifischen Gefährdung von Biodiversität durch Luftschadstoffe in Deutschland. – *Texte Umweltbundesamt* **79**: 149.
- SCHULTE-BISPING, H., BREDEMEIER, M. & BEESE, F. (2001): Nachhaltigkeit der Regelungsfunktion von Waldökosystemen: Bodeneigenschaften und Stoffhaushalt. – *Forst und Holz* **56** (15): 479–482.
- SOKOLOVA, T. A. & ALEKSEEVA, S. A. (2008): Adsorption of Sulfate Ions by Soils (A Review). – *Eurasian Soil Science* **41** (2): 140–148.
- SVERDRUP, H. & WARFVINGE, P. (1993): The Effect of Soil Acidification on Growth of Trees and Plants as Expressed by the (Ca+Mg+K)/Al Ratio. – *Reports in Ecology and Environmental Engineering II*: 177 S., Lurid University, Department of Chem. Eng. II; Lund, Sweden.
- SVERDRUP, H., WARFVINGE, P. & NIHLGARD, B. (1994): Assessment of soil acidification effects on forest growth in Sweden. – *Water, Air and Soil Pollution* **78**: 1–36.
- ULRICH, B. (1981): Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand. – *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* **149** (6): 289–305.
- VEERHOFF, M., ROSCHER, S. & BRÜMMER, G. W. (1996): Ausmaß und ökologische Gefahren der Versauerung von Böden unter Wald. – *Forschungsbericht 107 02 0004/14*, Umweltbundesamt, Berichte **1**: 364 S.; Berlin (Erich Schmidt).
- VON WILPERT, K., AHRENDTS, B., WEIS, W., VON DERACH, C., PUHLMANN, H., KÖHLER, D., SUCKER, C., KÄNDLER, G. & NAGEL, J. (2018): Standortangepasste Nutzungsintensitäten und forstliche Handlungsoptionen. – *Freiburger Forstliche Forschung* **101**: 325–373.
- WALDNER, P., MARCHETTO, A., THIMONIER, A., SCHMITT, M., ROGORA, M., GRANKE, O., MUES, V., HANSEN, K., KARLSSON, G. P., ZLINDRA, D., CLARKE, N., VERSTRATEN, A., LAZDINS, A., SCHIMMING, C., IACOBAN, C., LINDROOS, A.-J., VANGUELOVA, E., BENHAM, S., MEESENBURG, H., NICOLAS, M., KOWALSKA, A., APUHTIN, V., NAPA, U., LACHMANOV, Z., KRISOEFEL, F., BLEECKER, A., INGERSLEV, M., VESTERDAL, L., MOLINA, J., FICHTER, U., SEIDLING, W., JONARD, M., O'DEA, P., JOHNSON, J., FICHTER, R. & LORENZ, M. (2014): Detection of temporal trends in atmospheric deposition of inorganic nitrogen and sulphate to forests in Europe. – *Atmospheric Environment* **95**: 363–374.
- WEBER, G. & BAHR, B. (2000): Wachstum und Ernährungszustand junger Eschen (*Fraxinus excelsior* L.) und Bergahorne (*Acer pseudoplatanus* L.) auf Sturmwurfflächen in Bayern in Abhängigkeit vom Standort. – *Forstw. Cbl.* **119**: 177–192.
- WEBER-BLASCHKE, G., CLAUS, M. & REHFUESS, K. E. (2002): Growth and nutrition of ash (*Fraxinus excelsior* L.) and sycamore (*Acer pseudoplatanus* L.) on soils of different base saturation in pot experiments. – *For. Ecol. Manage.* **167**: 43–56.
- WEIS, W. & AHRENDTS, B. (2018): Nutzungsfreie Stoffbilanzen für die Punkte der BZE II. – *Freiburger Forstliche Forschung* **101**: 206–226.
- WOOD, S. N. (2006): Generalized additive models: an introduction with R. – *Texts in Statistical Science*: 410 S.; Boca Raton (Chapman & Hall).
- YANG, Y., LI, P., HE, H., ZHAO, X., DATTA, A., MA, W., ZHANG, Y., LIU, X., HAN, W., WILSON, M. C. & FANG, J. (2015): Long-term changes in soil pH across major forest ecosystems in China. – *Geophys. Res. Lett.* **42**: 933–940.
- ZUUR, A. F., IENO, E. N., WALKER, N. J., Saveliev, A. A. & SMITH, G. M. (2009): Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R. – 574 S.; New York (Springer).

GeoBerichte 39



LANDESAMT FÜR
BERGBAU, ENERGIE UND GEOLOGIE



30 Jahre Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen



Niedersachsen



GeoBerichte 39

Landesamt für
Bergbau, Energie und Geologie

30 Jahre Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen

HEINRICH HÖPER & HENNING MEESENBURG
(Hrsg.)

Hannover 2021

Impressum

Herausgeber: © Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie

Stilleweg 2
30655 Hannover
Tel. (0511) 643-0
Fax (0511) 643-2304

Download unter www.lbeg.niedersachsen.de

1. Auflage.

Version: 29.09.2021

Redaktion: Ricarda Nettelmann

Mail: bodenkundlicheberatung@lbeg.niedersachsen.de

Titelbild: BDF auf Bodengroßlandschaften, Deposition Sulfat, Profilgrube L056MEIN, Radialzuwachs Fichte, Organika BDF-L, Nährstoffbilanz Mg, Bodenfauna (Collage: H. Höper, LBEG).

ISSN 1864–6891 (Print)

ISSN 1864–7529 (digital)

DOI 10.48476/geober_39_2021